第 37 卷第 8 期　　　　生　态　学　报　　　　Vol.37,No.8
2017 年 4 月　　　　ACTA ECOLOGICA SINICA　　　　Apr.,2017

DOI: 10.5846/stxb201603100424

代存芳,易映彤,刘妍,巴秋爽,范亚文.扎龙湿地硅藻植物群落季节变化及其对环境的响应.生态学报,2017,37(8):2818-2827.

Dai C F, Yi Y T, Liu Y, Ba Q S, Fan Y W.Seasonal changes of diatom community structure in the Zhalong wetland and its relationship with environmental conditions.Acta Ecologica Sinica,2017,37(8):2818-2827.

扎龙湿地硅藻植物群落季节变化及其对环境的响应

代存芳,易映彤,刘　妍,巴秋爽,范亚文*

哈尔滨师范大学生命科学与技术学院,植物学省级重点实验室,哈尔滨　150025

摘要:扎龙湿地位于黑龙江省西部、松嫩平原乌裕尔河下游,是我国北方同纬度地区最完整的湿地。于 2012 年春、夏、秋 3 季,对扎龙湿地 6 个代表性区域进行硅藻标本采集,经观察鉴定,发现硅藻植物 140 个分类单位,包括 121 种 19 变种,隶属于 2 纲 6 目 9 科 30 属。羽纹纲物种较丰富,占总种类数的 95%。硅藻植物群落呈现明显的季节演替,秋季硅藻种类丰富度及相对丰度明显高于春、夏两季,优势种多以淡水、半咸水、喜弱碱的种类为主,优势种与水体的盐度和酸碱度存在一定的响应关系。应用典范对应分析(Canonical Correspondence Analysis,CCA)探讨硅藻植物群落变化与环境因子之间的关系。CCA 结果显示在扎龙湿地中,水温、电导率、pH、溶解氧是影响硅藻群落结构变化的主要因素,此外总氮、总磷也是硅藻群落季节演替的重要驱动因子。结合硅藻植物多样性指数和硅藻商对扎龙湿地水质进行综合评价,结果显示扎龙湿地整体为中-寡污带水体,部分水域水质较清洁,少数样点受人为因素影响,呈轻污染。

关键词:硅藻群落;季节变化;环境响应

Seasonal changes of diatom community structure in the Zhalong wetland and its relationship with environmental conditions

DAI Cunfang, YI Yingtong, LIU Yan, BA Qiushuang, FAN Yawen*

College of Life Science and Technology, Harbin Normal University, Harbin 150025, *China*

Abstract: The Zhalong wetland is located in the western portion of the Heilongjiang Province, downstream of the Wuyuer River, which is the most complete wetland in north China at similar latitudes. It is an important habitat for cherish cranes and waterfowl. Recently, water in the Zhalong wetland became more saline. In 2012, algae samples were collected from six sites in spring, summer, and autumn. In total, 140 diatom taxa were observed, including 121 species, 19 varieties belonging to 2 classes, 6 orders, 9 families, and 30 genera. Pennatae diatoms were rich in species and accounted for 95% of the total number. Diatom community showed seasonal succession, with the richness and relative abundance of diatom species in autumn higher than during spring and summer. Most of the dominant species were freshwater, brackish, or weakly alkaline water species. Dominant species occurred in response to salinity and pH of water; an obvious correlation with environmental conditions. *Navicula cryptocephala* was the dominant species of the Zhalong wetland in spring, summer, and autumn. Meanwhile, *Amphipleura pellucida*, *Gomphonema micropus*, and *Nitzschia palea* were abundant in alkaline water. This indicated that the Zhalong wetland was affected by soil salinization. Environmental parameters, including pH, water temperature (WT), conductivity (SpCond.), chemical oxygen demand (COD_{Cr}), permanganate index (COD_{Mn}), biochemical oxygen demand (BOD_5), dissolved oxygen (DO), total phosphorus (TP), and total nitrogen (TN) were measured. The relationships between environmental factors and the variation in diatom community structure were analyzed by

基金项目:国家自然科学基金资助(31270250, 31470308)

收稿日期:2016-03-10;　　**网络出版日期**:2016-09-19

*通讯作者 Corresponding author.E-mail: fanyaw@163.com

canonical correspondence analysis(CCA). CCA showed that water temperature, conductivity, pH, and DO were the most important factors influencing the structure of diatom communities. TN and TP were also important driving factors of the seasonal succession of diatom communities. Combining the diversity index and diatom quotient, the Shannon Wiener diversity index ranged from 2.70 to 5.65; Simpson dominance index ranged from 0.67 to 0.97; Pielou evenness index was between 0.43 and 0.91, and Diatom Quotient ranged from 0.007 to 0.11. The water in the Zhalong wetland was mesosaprobic−oligosaprobic; Some parts of the water were clear, but a few parts were slightly polluted by humans.

Key Words: diatom community structure; seasonal changes; environmental condition

硅藻广泛存在于湿地、江河、湖泊等各种水体,是水体中重要的初级生产者[1-2],对水体温度、酸碱度、营养物、有机污染、重金属等非常敏感[3-4]。其种类和数量会随着水化学成分而改变,因此硅藻被认为是河流水质以及生态质量评价中非常适合的指示生物[5-6]。目前被广泛采用的河流物化监测与评价,大多反映的是采样点水环境物理和化学变化的瞬时特征,存在一定的单一性和片面性,并不能很全面的综合评价水体状况[7]。以水生生物为对象进行水体生物监测则为传统理化监测技术提供了必要的补充[8],也同时反映了各种污染物对河流长期、累积、综合的生态效应[9]。2000 年欧盟水框架指导委员会(Water Framework Directive of the European Union)将硅藻推荐为当前水环境整治决策中可以用来确定营养水平的一个有效生物指标[10]。近些年来该方法在我国也得到了运用和推广。

扎龙湿地位于黑龙江省西部、松嫩平原乌裕尔河下游(47°11′33″N,124°14′17″E),是我国同纬度地区保存最完整的湿地生态系统,是国际重要的珍稀鹤类迁徙和繁殖的自然保护区,同时也为鸟类和水禽等生物在水生生态系统中提供了重要栖息地。扎龙湿地为寒温带大陆性季风气候,夏热多雨,冬寒漫长,年平均气温 2—4.2℃[11]。该湿地主要有湖泊、沼泽、湿草甸等生境类型,其中,芦苇沼泽的面积最大,为附着硅藻提供了良好的生存条件。20 世纪 70 年代以来由于空间水文条件的改变,该湿地盐碱化程度加剧[12],这无疑对硅藻的植物群落组成有很大影响,对整体生态系统的稳定性造成了冲击。目前,有关扎龙湿地水生生物学的研究主要集中于浮游植物群落结构特征的分析,关于硅藻植物群落结构特征及其与环境相关性的针对性研究不多见。基于此,本文对扎龙湖及其周边湿地中的硅藻植物群落结构及其生态分布特征进行了研究,分析其与环境因子的响应关系,同时结合多样性指数、硅藻商等探讨了扎龙湿地水环境的营养状况,以期为扎龙湿地生物多样性、水质环境评价和湿地保护提供基础资料。

1　材料与方法

1.1　扎龙湿地概况及样点设置

本次调查水域是黑龙江省的扎龙湿地,该湿地年平均降雨 414—426 mm,7—9 月份降雨量占全年降雨的 70%左右[13]。全年水温随季节性变化明显,冬季湿地气温达零下 25—30℃,水体结冰给藻类植物的采集带来困难,因此本文仅对春、夏、秋 3 个季节的硅藻植物进行采集工作。

本研究根据扎龙湿地生态环境特点于 2012 年在扎龙湖及其附近湿地共设置 6 个采样点(图 1),采样点的定位采用 GPS 全球卫星定位系统。其中,样点Ⅰ位于采集区东北部的木桥广场附近,具有大片开阔的芦苇型水域。样点Ⅱ是位于保护区丹顶鹤养殖区附近的小型水泡,样点Ⅲ为湿地内的小型湖泊,样点Ⅳ的水域位于景点鹤侣桥附近,水流较缓,受人为活动影响较大,样点Ⅴ为国际重要湿地标志附近的芦苇沼泽,样点Ⅵ位于扎龙湖中,水域开阔,外界对样点Ⅱ、Ⅳ干扰相对较大。

1.2　标本采集与处理

硅藻采集方法根据欧洲 NF EN 13946[14]硅藻常规采样和预处理指导标准。浮游硅藻用 25 号浮游生物网在表层水中(0.5m 处)采取[15],固着硅藻用镊子或一次性牙刷,从采集区域内的石头或水中的基质(枯叶等)

上采取,所采样品均加入 4%甲醛溶液固定保存,部分用于定性分析。将以上所采集硅藻样品经硝酸加热消解,用 Naphax 封片胶制成永久性封片,每个封片在 10×100 倍光镜下随机计数,视野内所有完好程度超过 3/4 的硅藻细胞壳面都计入鉴定及计数,每个样点封片计数不少于 500 个硅藻壳面,用于定量分析。硅藻的鉴定主要参照 Husedt, K. Krammer & H. Lange-Bertalot 等文献[16-18]。

现场进行 pH、电导率(SpCond.)、水温(WT)的测定,为了确保数值的准确,每个指标分别测量 4 次,取其平均值作为最终结果。水样带回实验室,常规方法 24 h 之内对化学需氧量(COD)、总氮(TN)、总磷(TP)、溶解氧(DO)和生物需氧量(BOD)等理化指标进行测量[19]。

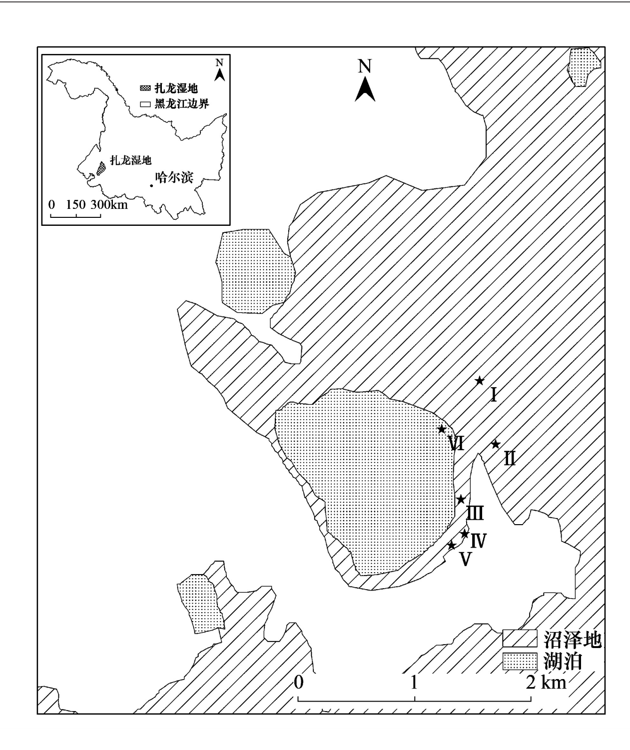


图 1 扎龙湿地采样点布设示意图

Fig.1 Location map of sample points in zhalong wetland

Ⅰ—Ⅵ为本研究设置的六个采样点, Ⅰ:木桥广场附近; Ⅱ:丹顶鹤养殖区; Ⅲ:小型湖泊; Ⅳ:鹤侣桥附近; Ⅴ:芦苇沼泽; Ⅵ:扎龙湖中

1.3 数据分析

Shannon Wiener 多样性指数

$$H' = -\sum (n_i/N)\log_2(n_i/N)$$

Simpson 优势度指数

$$d_{\mathrm{Sim}} = 1 - \sum (n_i/N)^2$$

Pielou 均匀度指数

$$E = H'/\log_e S$$

物种优势度(I):

$$I = n_i/N$$

式中,$I \geqslant 0.1$ 时,定为优势种;n_i 为物种 i 的个体数,N 是全部物种的总个数,S 为群落中总的物种数。

硅藻商(DQ):

$$DQ = 中心纲藻类全部个体总数/羽纹纲藻类全部个体总数$$

商值,$DQ>1$ 水体富营养化,$DQ<1$ 水体贫营养化[20]。

硅藻植物群落变化与环境因子之间的关系应用典范对应分析(CCA),通过 CANOCO 4.5 软件建立二维排序图[21],找出影响硅藻群落分布的主要环境因子。

2 结果与分析

2.1 环境因子

扎龙湿地春、夏、秋三季的理化因子测定结果见表 1,3 个季度的水温有明显差异,变幅为 17.10—30.10℃,夏季水温明显高于春、秋两季。pH 值变化范围 6.90—9.57,秋季平均值最高为 8.46。SpCond.变化范围 261.00—631.00 μs/cm,平均值 426.00 μs/cm,春季电导率最高。DO 变化范围 3.30—7.10mg/L,平均值 6.47 mg/L,春季溶解氧含量最高。COD_{Cr}、COD_{Mn}、BOD_5 变化均为夏季明显高于春、秋两季。TP 变化范围 0.02—0.08 mg/L,TN 变化范围 0.78—1.83 mg/L,两者最高值都在夏季。

2.2 物种组成

扎龙湿地共鉴定出硅藻 140 个分类单位,包括 121 种 19 变种,隶属于 2 纲 6 目 9 科 30 属。羽纹纲物种较丰富,共 4 目 8 科 28 属 134 个分类单位,占总种类数的 95%。中心纲物种相对单一,仅 1 目 1 科 2 属 6 个分类单位,占总种类数的 5%。中心纲种类集中于梅尼小环藻(*Cyclotella meneghiniana* Kützing)、意大利直链藻(*Melosira italica* (Ehr.) Küetzing)等类群,而羽纹纲种类丰富,附生类群较为常见,如隐头舟形藻(*Navicula*

cryptocephala Kützing)、谷皮菱形藻(*Nitzschia palea* (Kützing) W.Smith)、弯棒杆藻(*Rhopalodia gibba* (Ehr.) O.Müller)等。扎龙湿地的硅藻植物大部分为广布种类,多以 β-中污带指示种为主,与水体环境响应关系密切。

表 1　扎龙湿地春、夏、秋三季的环境因子数据

Table 1　The data of water quality factors in Zhalong wetland

环境因子 Environmental factors	变化范围 Range	春季 Spring 平均值 Mean	夏季 Summer 平均值 Mean	秋季 Autumn 平均值 Mean
WT/℃	17.10—30.10	18.80	28.00	22.60
pH	6.90—9.57	7.65	8.40	8.46
SpCond./(μs/cm)	261.00—631.00	426.00	320.00	337.00
COD_{Cr}/(mg/L)	30.11—61.23	41.83	42.00	55.50
COD_{Mn}/(mg/L)	3.02—14.30	7.40	11.60	10.50
BOD_5/(mg/L)	1.93—12.40	8.60	10.40	5.73
DO/(mg/L)	3.30—7.10	6.47	4.68	5.53
TP/(mg/L)	0.02—0.08	0.04	0.06	0.06
TN/(mg/L)	0.78—1.83	0.89	1.84	1.02

WT: 水温 Water temperature; SpCond.: 电导率 Conductivity; COD_{Cr}: 化学耗氧量 Chemical oxygen demand; COD_{Mn}: 高锰酸盐指数 Permanganate index; BOD_5: 生物需氧量 Biochemical oxygen demand; DO: 溶解氧 Dissolved oxygen; TP: 总磷 Total phosphorus; TN: 总氮 Total nitrogen.

2.3　优势种季节变化

优势种种数及其数量对群落结构的稳定性有重要影响,优势种种类数越多、优势度越小,则群落结构越复杂、稳定[22]。从种类数量上可以看出扎龙湿地硅藻物种的组成丰富(表 2),优势种种类较多但优势度不高,表明该区域硅藻植物群落较稳定;其中硅藻优势种随季节变化不断更替,隐头舟形藻(*Navicula cryptocephala*)在春、夏、秋 3 个季节都成为优势种,纤细等片藻(*Diatoma tenuis* Agardh)(I=0.11)为春季优势种,弯棒杆藻(*Rhopalodia gibba*)(I=0.16)和谷皮菱形藻(*Nitzschia palea*)(I=0.10)的组合为夏季优势种,隐头舟形藻(I=0.21)则在秋季占突出的优势地位。

表 2　扎龙湿地主要硅藻植物组成

Table 2　The composition of major diatom species in Zhalong wetland

种类 Species	春季 Spring						夏季 Summer						秋季 Autumn					
	Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅳ	Ⅴ	Ⅵ	Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅳ	Ⅴ	Ⅵ	Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅳ	Ⅴ	Ⅵ
Achnanthes impexa					++								++					
Achnanthes minutissima													++	+	+	++	++	
明晰双肋藻 *Amphipleura pellucida*	+	++	++	+++	++	+		+++	+	++	+	+	+	+	++	++	+	+
梅尼小环藻 *Cyclotella meneghiniana*					+			++		+	+							
Cocconeis placentula var. lineata				+					++				++	+	++	++	++	+
Cocconeis placentula *var. placentula*									+++	+	++							
Cymbella cistula	+	++			+					++			+		+		+	+
Cymbella nedptoceroides								+				++						+
纤细等片藻 *Diatoma tenuis*	+++	+++		+	+	+				+	+							
Encyonema minutum			+		+				++			+						
侧生窗纹藻 *Epithemia adnata*	+		++	+			+	+	+	++	+	+	+		+	+		
Epithemia sorex				+	+	+	+		+	++	+	+	+		+	+	+	+
Fragilaria biceps	+++				+							+						
Fragilaria tenera	++				+		+	+		+								
Gomphonema micropus			+											+++				

续表

种类 Species	春季 Spring						夏季 Summer						秋季 Autumn					
	Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅳ	Ⅴ	Ⅵ	Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅳ	Ⅴ	Ⅵ	Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅳ	Ⅴ	Ⅵ
Gyrosigma acuminatum		++											+		+		+	
Mastogloia baltica				+					++	+	+							
颗粒直链藻 *Melosira granulata*				+		++		+		+		++				+		++
Mastogloia smithii var. *amphicephala*		+	++	+	+		+		+++	+	+	+	+	+	+	+	+	+
意大利直链藻 *Melosira italica*			+		+				+	++	+		+				+	
Navicula atomus			+	+					+	+	+	++	++	+	+	++	+	+
隐头舟形藻 *Navicula cryptocephala*	+	+	+	+++	+	+			+	+++	+	+	++	++	+++	+++	++	++
放射舟形藻 *Navicula radiosa*		+	++	+				+	+	+		++	+		+	++	+	
Nitzschia acicularis	++		+	+	+					+			+		+	+	+	
Nitzschia amphibia Grumnow f. *amphibia*							++		+						+			
Nitzschia intermedia				++	+		++			+			+		+	+		
Nitzschia palea	++		++		+			+++	++		++		++	+++	+	+		+
Nitzschia tubicola			++		+								+	+	+			
Rhopalodia gibba		+	+++	+	+	+	+++	+	+	++	++	++	+	++	+++	+	+	+
Tabellaria flocculosa			++	+	++		+		+	++						+	+	+

Ⅰ—Ⅵ为本研究设置的六个采样点，Ⅰ:木桥广场附近;Ⅱ:丹顶鹤养殖区;Ⅲ:小型湖泊;Ⅳ:鹤侣桥附近;Ⅴ:芦苇沼泽;Ⅵ:扎龙湖中;++常见种;+++优势种

2.4 种类丰富度与种群相对丰度特征

硅藻种类丰富度显示，其季节分布特征有一定的差异性(图 2)，秋季种类丰富度略高于春、夏两季，其中优势种随着季节变化呈现明显的更替状态。各样点种类数最高值出现在秋季样点Ⅴ，为 27 种，最低值出现在春季样点Ⅵ，为 9 种；其余样点各季节物种丰富度程度相对居中，为 18 种左右。硅藻种群相对丰度季节特征显示(图 3)，秋季硅藻种群相对丰度最高，其次为春季和夏季。采样点Ⅱ硅藻相对丰度最高，为 19%，采样点Ⅵ相对丰度最低，为 11%。样点Ⅱ、Ⅲ秋季硅藻相对丰度出现明显增长，夏季硅藻相对丰度降低，与硅藻种类数变化趋势相比有一定的差异性，但差异不显著。另外位于鹤类养殖区的小型水泡(样点Ⅱ)和小型湖泊(样点Ⅲ)的硅藻相对丰度明显高于开阔水体(样点Ⅵ)的相对丰度。

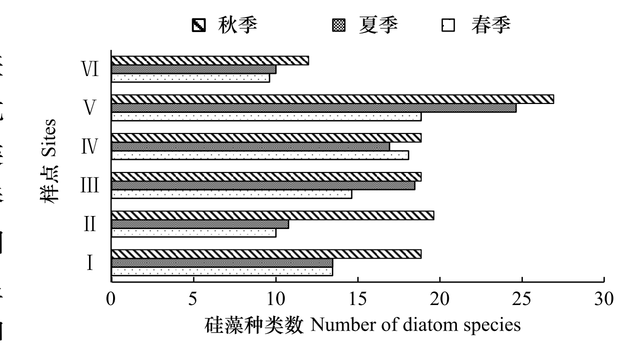


图 2 扎龙湿地硅藻种类丰富度时空分布

Fig. 2 Temporal and spatial pattern of species richness for diatom in zhalong wetland

2.5 硅藻物种多样性指数及硅藻商

多样性指数揭示了群落组成的物种数和个体数，可用来指示水环境变化。一般认为，指数值越高，群落结构越复杂，稳定性越高，水质越好[23]。由图 4 可知，Shannon Wiener 多样性指数变幅在 2.70—5.65 之间，极值分别出现在春季的样点Ⅱ和秋季的样点Ⅰ，总平均 4.09。Simpson 指数变幅在 0.67—0.97 之间，极值分别出现于春季的样点Ⅱ和秋季的样点Ⅰ、Ⅱ，总平均 0.89。Pielou 均匀度指数范围为 0.43—0.91，其变化规律与

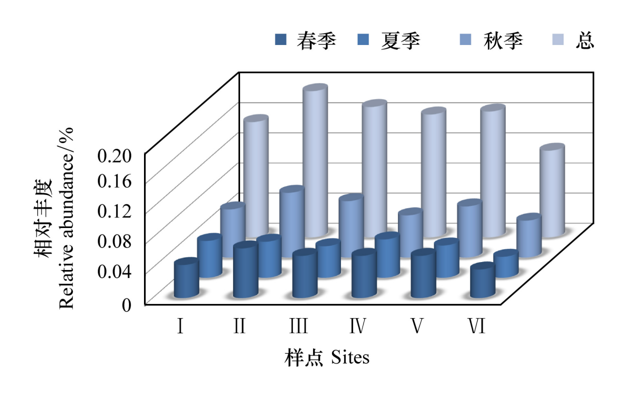


图 3 扎龙湿地硅藻种群相对丰度

Fig.3 Relative abundance of community structure for diatom in zhalong wetland

Shannon Wiener 指数近相同,总体趋近于 1,种间个体分布比较均匀。根据评价标准,Shannon Wiener 多样性指数(H')结果显示,研究水域除样点Ⅱ为 β-中污带,其余各样点水体多为清洁水质。Simpson 优势度指数反映的是优势种在藻类群落结构中的地位和作用的大小,数值越小,群落中优势种属地位越突出,物种数量分布均匀度下降[22]。Simpson 优势度指数(d_{Sim})结果显示,除极低值(春季Ⅱ),其余样点均值 0.9,种间呈均匀分布状态。Pielou 均匀度指数(E)评价结果显示,研究水域整体上为轻污染或无污染水质。综合以上指数分析得出较为一致的结论:扎龙湿地研究区水域属中污-寡污水体。6 个采样点水质排序依次为:Ⅰ>Ⅲ>Ⅵ>Ⅴ>Ⅱ>Ⅳ。其中Ⅱ、Ⅳ属中污水体,其余样点水体较为清洁。

当许多浮游植物种类的信息结合到一起成为某种指数时,能够更有效地运用于水环境评价[24]。Thunmark 和 Nygard 以藻类种类数作为指标,根据不同藻类类群数量比例与有机污染物的关系,求出商值,划分水体营养类型,其中硅藻商是最常用的指标[20]。商值越大表明水体营养程度越高,研究水域硅藻商变幅为 0.007—0.110,总平均 0.023。最高值出现在春季采样点Ⅱ,次高值出现在春季采样点Ⅳ。依据商值各样点排序为:Ⅲ>Ⅵ>Ⅰ >Ⅴ>Ⅳ>Ⅱ。整体水体清洁,样点Ⅱ、Ⅳ出现轻污染,与多样性指数评价结果较为一致。

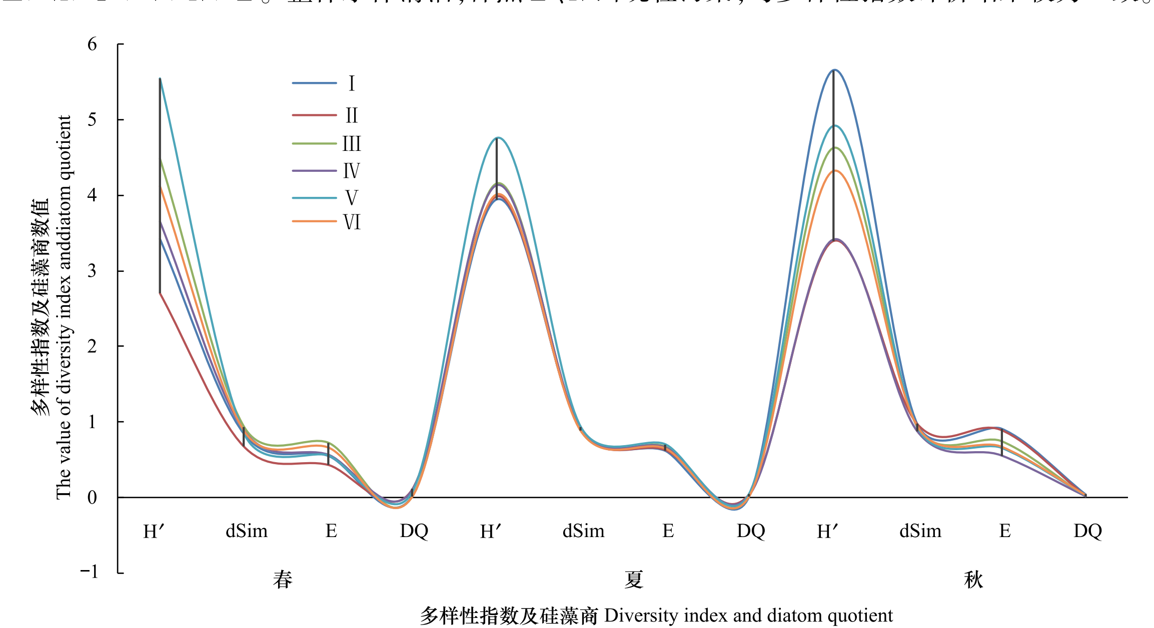


图 4　各采样点硅藻多样性指数和硅藻商

Fig.4　Diatom diversity index and diatom quotient at different sampling sites

图中 H′表示 Shannon Wiener 丰富度指数;dSim 表示 Simpson 优势度指数;E 表示 Pielou 均匀度指数;DQ 表示硅藻商

2.6　硅藻植物群落与环境因子的典范对应分析

选取硅藻物种和环境因子进行相关分析,根据物种权重大小来选择保留物种,高于权重值 0.32 的物种可以纳入排序图,硅藻多度数据进行平方根转化,pH 值以外的所有理化数据均进行 lg (x+1)转换。硅藻数据先进行 DCA 分析,4 个排序轴中梯度长度的最大值 3.143,线性模型和单峰模型都可以分析环境变量对硅藻植物群落分布的影响。本研究采用基于单峰模型的典范对应分析(CCA),对上述 8 个环境因子进行蒙特卡洛置换检验(Monte Carlo permutation test),显著性 $P<0.05$,能独立解释硅藻属种数据的环境变量:水温($P=0.0040$),溶解氧($P=0.0230$),pH($P=0.0120$)和电导率($P=0.0370$)用于最终的分析。影响不十分显著($P>0.05$)的数据被删除。结果显示(图 5):前两个轴的特征值分别为 0.59 和 0.48,硅藻群落分布与环境因子相关系数达到 0.985、0.997。排序图一、二两轴共解释 62.8%的物种与环境之间累计变量百分比的相关性,图中大多数硅藻种类分布与环境变量有明显相关性,反应这些环境因子在解释硅藻数据中的重要性。由于各物种之间存在生态适应性差异,其在排序图中的位置反映了各物种对于不同环境资源的依赖程度。

CCA 排序图显示 21 种(属)硅藻植物与环境因子的适应情况。从环境因子箭头与硅藻植物第一排序轴

夹角分析,水温、溶解氧与排序轴一显著正相关,相关系数分别为 0.97 和 0.71。电导率和 pH 与排序轴一呈负相关,相关系数-0.46 和-0.83,第一排序轴反映了物种对上述指标的需求趋势,即排序轴上从左往右,硅藻植物在 pH、电导率的适应值逐渐降低,对水温、溶解氧的适应值逐渐升高。

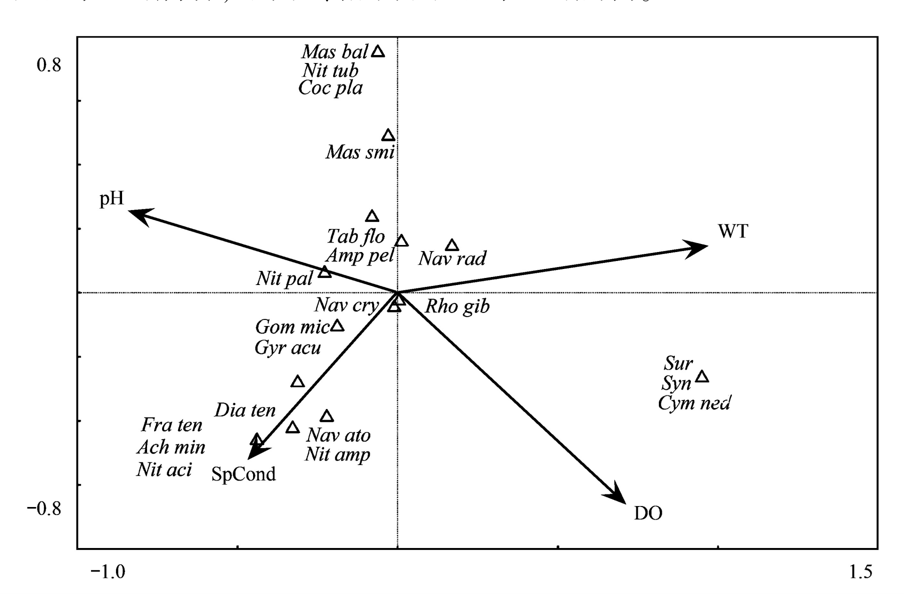


图 5 主要硅藻植物物种与环境因子二维排序图

Fig.5 Ordination diagram of dominant species and environment variables

Ach min=*Achnanthes minutissima* var. ; *Amp pel*=*Amphipleur pellucida* Kützing; *Coc pla*=*Cocconeis placentula* var. *placentul*; *Cym ned*=*Cymbella nedptoceroides*.; *Dia ten*=*Diatoma tenuis* Agardh; *Fra ten*=*Fragilaria tenera* (W.Smith) Lange-Bertalot ; *Gom mic*=*Gomphonema micropus* Kützing ; *Gyr acu* =*Gyrosigma acuminatum* (kützing) Rabh; *Mas bal*=*Mastogloia baltica* ; *Mas smi*=*Mastogloia smithii* var. *amphicephala*; *Nav ato* =*Navicula atomus* ; *Nav cry*=*Navicula cryptocephala* ; *Nav rad*=*Navicula radiosa* Kützing; *Nit aci*=*Nitzschia acicularis* (kützing) W.Smith; *Nit amp*=*Nitzschia amphibia Grumnow* f. *amphibia*; *Nit pal*=*Nitzschia palea* ; *Nit tub*=*Nitzschia tubicola* Grunow; *Rho gib*=*Rhopalodia gibba* (Ehr.) O.Müll; *Sur*=*Surirella* sp.; *Syn*=*Synedra* sp.; *Tab flo*=*Tebellaria flocculosa* (Roth) Kützing.

CCA 排序图显示水温、溶解氧、电导率、pH 为影响扎龙湿地硅藻群落分布的主要环境因子。优势种放射舟形藻(*Navicula radiosa*)的生长繁殖主要受温度影响,而另外一些硅藻植物如双菱藻属(*Surirella* sp.)、针杆藻属(*Synedra* sp.)、*Cymbella nedptoceroides* 的分布受水温和溶解氧共同影响。扎龙湿地水域整体 pH 值呈碱性状态,在研究区域发现了一些适合在碱性水体中生活的种类,且优势度较高,如明晰双肋藻(*Amphipleura pellucida*)、*Gomphonema micropus* 和谷皮菱形藻都与 pH 呈显著正相关性。多数硅藻种类的分布受电导率影响,在属种与环境排序图上,与电导率相关性较高的区域,分布着一些中-高电解质的种类,如纤细等片藻、两栖菱形藻(*Nitzschia amphibia*)、弯棒杆藻等。

3 讨论

众多因子交互作用共同决定藻类的分布,影响藻类分布的环境因子很多[25]。水体温度、电导率以及酸碱度等对藻类植物群落都有较大的影响[26],pH 和总磷也是影响水域硅藻植物群落分布的主要环境因素[27]。硅藻对温度、酸碱度和营养盐含量等环境因素非常敏感,不同环境因子驱动下导致硅藻植物群落结构的改变。

扎龙湿地生境类型复杂多变,蕴藏了大量的藻类植物,物种丰富度较高。水温、溶解氧、电导率、pH 为影响扎龙湿地硅藻群落分布的主要环境因子。扎龙湿地属于中纬度半湿润半干旱地区,水温存在典型的季节变化,春、夏、秋均呈现低-高-低的变化趋势,而硅藻物种数量及分布会随着水温的改变而发生季节性变化[28],扎龙湿地硅藻物种丰富度、相对丰度等以温度较低的秋季最高,秋季硅藻种类最为丰富,共 112 种,这主要是由于硅藻喜生于温度较低的季节,秋季(22.6℃)达到硅藻最适生长温度,优势种谷皮菱形藻、*Gomphonema*

micropus 等在秋季占优势地位。除优势种外,窄双菱藻(*Surirella angusta*)、*Achnanthes minutissima* 等喜低温种类在秋季均有出现。夏季温度升高,水中营养盐丰富,喜高温、耐污性强的蓝、绿藻类大量繁殖,一方面与硅藻物种争夺养料、空间等资源,另外还有些种类可分泌抑制非己物种生存的物质到水体中[29],导致夏季硅藻物种丰富度、相对丰度减小。一般情况下,水质越好,藻类种类越丰富,其群落结构越稳定,在污染水体中则相反,这主要是由于污染水体中,大多敏感型种类有所减少或消失,而耐污或喜污种类大量生长繁殖,常常形成群落的单优种群,最终致使总的物种数减少、细胞密度增加、多样性降低,进而发生了硅藻种类季节性的演替[30]。扎龙湿地春季的寡污带指示种类纤细等片藻,因夏季温度较高,营养盐含量增加超过了其耐受范围导致数量明显减少,逐渐演替成 β-中污带指示种类谷皮菱形藻,同时耐受有机污染的弯棒杆藻和扁圆卵形藻(*Cocconeis placentula*)也成为夏季优势种类,它们也多为喜微碱性种类,生活在寡盐水域[31]。

近年来,东北地区全年气温增加,整体降雨量偏少,造成扎龙湿地水流量明显降低,土地盐碱化程度加重,扎龙湿地内盐碱地面积约占整体面积的 4%[12],硅藻的许多属种对某些水环境指标都有其特定的最佳值和忍耐值,能很好地指示水环境的变化,包括酸化和富营养化[32]。水体 pH 值,尤其在偏碱性的水体中,是影响硅藻群落结构变化的一个重要因子,硅藻对水体 pH 值反应敏感[33],扎龙湿地水域整体 pH 值为 6.90—9.57,平均值 8.23,呈碱性状态,该区域的硅藻植物主要以淡水至半咸水、喜弱碱的种类为主,如侧生窗纹藻(*Epithemia adnata*)、弯棒杆藻、隐头舟形藻、放射舟形藻等。舟形藻属的隐头舟形藻为扎龙湿地春、夏、秋 3 个季度的优势种类,该种类为广布种类,常生长在微盐、适碱的水体,在富营养化的水体中也有存在[34],而另外一些适合在碱性水体中生活且优势度较高的种类,如明晰双肋藻、*Gomphonema micropus*、谷皮菱形藻等也大量出现,由此可以看出研究区域优势种与水体的盐度和酸碱度存在一定的响应关系,说明扎龙湿地受到土地盐碱化的影响明显。

硅藻植物群落结构和季节演替规律除与水体的温度、盐度及酸碱度等有关外,还与氮、磷等营养盐的浓度及其比例关系密切。Redfield 指出,水体中氮磷浓度以 16∶1 的比例被硅藻植物吸收,当氮/磷>16,硅藻生长主要受磷限制,氮/磷<16,则主要受氮限制[35]。扎龙湿地春、夏、秋三季的氮磷比分别为 22.27、28.30、16.96,秋季水体中氮磷比最适合硅藻的生长,秋季降雨量少,导致水体交替缓慢,营养物质滞留时间有所增加且含量稳定,趋近硅藻生长所需比值。春、夏季氮磷比值都高于 16,即春、夏两季节水体中磷浓度过低抑制了硅藻的生长。另外已有实验证明氮磷比与 Redfield 比值相差越远,则硅藻植物种类越少,多样性指数值越低[36]。本研究秋季的硅藻种类丰富度和多样性指数都高于春、夏两季,其氮磷比值(16.96)最接近 Redfield 比值。国外学者 Terry KL、Tett P、Wynne D&Rhee G-Y 在关于水环境中氮磷比与浮游植物生长关系的研究中也得出了相同的结论[37-39]。

扎龙湿地是在风成沙地上形成的沼泽地[11],湿地内生境复杂,水体循环交流力度较弱,空间异质性的程度较高,硅藻种类分布和丰度在不同水域生境中有较高的分异度[40]。电导率可反映水体富营养化发生的程度,其中离子种类组成取决于流域地质及土壤特征,水越纯净,电导率越低[41]。研究区域水体电导率变幅为 261.00—631.00 μs/cm,而秋季(337.20 μs/cm)低温的同时又有充足营养盐的供给使硅藻种类丰富度出现最高值。Potapora 和 Charles 在大量数据分析的基础上认为硅藻群落的变化是水体电导率和营养盐综合效应的结果[42]。水体中电导率高低与营养盐浓度有关,随着营养盐减少,电导率也逐渐降低[41]。研究期间,从Ⅰ到Ⅵ六个样点中硅藻种类组成有所不同,样点Ⅴ硅藻种类数最多,其生境为芦苇沼泽,大面积芦苇的生长使水环境营养物质充足,为硅藻的生存提供丰富的栖息地。样点Ⅵ硅藻种类数则较少,此样点位于扎龙湖中,受上游乌裕尔河的影响,水体流动性大、盐度过低,不利于大多数硅藻的生存,但中心纲的颗粒直链藻(*Melosira granulata*)却成为这种湖面开阔的扰动水体下的常见种类,其原因可能是其壳体厚,易沉降,需借助一定的流速进行光合作用[43],而扎龙湖的生境类型恰好为该种类在资源竞争中取得了良好的生存条件。样点Ⅱ、Ⅳ处于丹顶鹤养殖区和旅游景点,是受外界影响最大的两个样点,排泄物及废弃物的引入致使附近水域电导率和营养盐含量升高,水体清洁程度下降,引起硅藻群落多样性发生改变。由于较高的营养盐和电导率为部分硅

藻种类生长提供了充裕条件,*Gomphonema micropus*、纤细等片藻等硅藻种类在资源竞争中获得优势并最后成为这些样点的优势种类,而放射舟形藻、隐头舟形藻、窄异极藻等 β-中污带指示种也多出现在这些采集区域。

物种多样性指数揭示了群落组成的物种数和个体数,是群落结构独特的生物学特征,可用来指示水环境变化。但通常多样性指数仅定量的考虑了群落的物种数及个体数,不能很好的揭示水体的具体污染类型,因此结合理化指标能更好的评价水质状况[44]。本研究应用硅藻多样性指数、优势度指数、均匀度指数和硅藻商等生物指标对扎龙湿地研究水域营养状况进行分析,根据水生生物评价标准[45],综合各指数表明扎龙湿地研究区域春、夏、秋三季的大多数采样点水质总体清洁,其中样点Ⅱ、Ⅳ为中污水质,样点Ⅱ位于丹顶鹤养殖区附近,鹤类活动对水体生态环境影响较大;样点Ⅳ位于景点鹤侣桥附近,其受人为影响较大,因此水体呈现中度污染状况,同时样点Ⅱ、Ⅳ的 TN、TP 值也高于其他样点。根据国内外湖泊营养分级标准[46],扎龙湿地总氮、总磷的含量均指示研究水域处于贫-中富营养状态,这与多样性指数水体评价结果相符。扎龙湿地硅藻植物丰富,本研究共鉴定硅藻植物 140 个分类单位,与 2011 年我们对扎龙湿地的研究相比较,硅藻种类数有所增加,但优势种类变化不显著,扁圆卵形藻 、*Gomphonema micropus* 为新增优势种[47]。从种类组成来看扎龙湿地硅藻种类丰富,在季节和空间分布上都有一定的差异性。2009 年李晶等对扎龙湿地浮游植物群落结构的研究中发现颗粒直链藻为主要优势种,本研究中该种只作为常见种类出现,颗粒直链藻需要借助水体的搅动维持其在真光层中的位置,从而减缓壳体重量造成的沉降损失[43],而 2009 年对扎龙湿地的研究中样点的设置除受乌裕尔河流域影响外,还受到当时引嫩工程的影响,使扎龙湿地水体处于持续流动的状态,形成较充分的水体混合搅动环境,使得此种类在水体中获得竞争优势[48]。李晶[48]、易映彤[47]的研究表明扎龙湿地不同时间、区域的藻类植物群落分布存在明显的空间异质性,优势种类组成不同,污染指示种显示当时扎龙湿地部分水体已受到一定程度的污染。

总的来说,扎龙湿地硅藻植物物种数量分布较均匀,个别样点水体因受人为和鹤类活动的影响,营养盐加重,受到轻微的污染,但大部分水体属于清洁、轻或无污染水质。一般认为在水体营养盐含量达到某一阈值时,水生生态系统会由清水状态向浊水状态转变[49],因此应加强湿地保护工作,控制人为污染,以防止扎龙湿地现有生态环境的进一步恶化。

参考文献(References):

[1] Stevenson R J, Pan Y D, Van Dam H. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms//Smol J P, Stoermer E F, eds. The Diatoms: Applications to Environmental and Earth Sciences. New York: Cambridge University Press, 2010: 57-87.

[2] Lane C R, Reiss K C, DeCelles S, Brown M T. Benthic diatom composition in isolated forested wetlands subject to drying: implications for monitoring and assessment. Ecological Indicators, 2009, 9(6): 1121-1128.

[3] Kelly M G, Whitton B A. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. Journal of Applied Phycology, 1995, 7(4): 433-444.

[4] Zalack J T, Smucker N J, Vis M L. Development of a diatom index of biotic integrity for acid mine drainage impacted streams. Ecological Indicators, 2010, 10(2): 287-295.

[5] Ivanov P L, Chipev N, Temniskova D. Diatoms of the river Iskar (Sofia Plain) and their implication for water quality assessment. Part Ⅰ. The diatom flora, ecology and community structure. Journal of Environmental Protection and Ecology, 2003, 4(2): 288-300.

[6] Harding W R, Archibald C G M, Taylor J C. The relevance of diatoms for water quality assessment in South Africa: a position paper. Water SA, 2005, 31(1): 41-46.

[7] Lavoie I, Campeau S, Grenier M, Dillon P J. A diatom-based index for the biological assessment of eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis (CA). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2006, 63(8): 1793-1811.

[8] Soininen J, Könönen K. Comparative study of monitoring South-Finnish rivers and streams using macroinvertebrate and benthic diatom community structure. Aquatic Ecology, 2004, 38(1): 63-75.

[9] 邓培雁, 雷远达, 刘威, 王旭涛. 七项河流附着硅藻指数在东江的适用性评估. 生态学报, 2012, 32(16): 5014-5024.

[10] European Commission. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. Brussels, Bglgium: European Commission, 2000.

[11] 殷志强, 秦小光, 刘嘉麒, 裘善文. 扎龙湿地的形成背景及其生态环境意义. 地理科学进展, 2006, 25(3): 32-38.

[12] 王钰祺. 扎龙自然保护区湿地资源评价与水环境质量分析[D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2009.

[13] 李智娟. 扎龙湿地水环境质量研究[D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2010.
[14] CEN. EN 13946:2003 water quality-Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers. Geneva: Comité European de Normalisation, 2003.
[15] 中国环境科学研究院. 湖泊生态安全调查与评估. 北京: 科学出版社, 2012: 31-34.
[16] Hustedt F. The Pennate Diatoms: A Translation of Hustedt's "Die kieselalgen. 2.Tell". Koenigstein: Koeltz Scientifie Books, 1985: 1-917.
[17] Krammer K, Lange-Bertalot H. Naviculaceae. Berlin: Spektrum Akademischer Verlag GmbH, 1997.
[18] Krammer K, Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. Berlin: Spektrum Akademischer Verlag GmbH, 2000.
[19] State Environmental Protection Administration of China. Monitoring and Determination Methods for Water and Wastewater. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
[20] Del Giorgio P A, Vinocur A L, Lombardo R J, Tell H G. Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in lowland river-a multivariate approach. Hydrobiologia, 1991, 224(3): 129-154.
[21] Ter Braak C J F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. Ecology, 1986, 67(5): 1167-1179.
[22] 孙军, 刘东艳, 杨世民, 郭健, 钱树本. 渤海中部和渤海海峡及邻近海域浮游植物群落结构的初步研究. 海洋与湖沼, 2002, 33(5): 461-471.
[23] James E B, Jerrold H Z. Field and Laboratory Methods for General Ecology. Washington DC: American Public Health Assoiation, 1977: 136-145.
[24] 王朝晖, 韩博平, 胡韧, 林秋奇. 广东省典型水库浮游植物群落特征与富营养化研究. 生态学杂志, 2005, 24(4): 402-405, 409-409.
[25] Sommer U. Benthic microalgal diversity enhanced by spatial heterogeneity of grazing. Oecologia, 2000, 122(2): 284-287.
[26] Naselli-Flores L, Barone R. Phytoplankton dynamics in two reservoirs with different trophic state (Lake Rosamarina and Lake Arancio, Sicily, Italy). Hydrobiologia, 1998, 369-370: 163-178.
[27] Enache M, Prairie Y T. WA-PLS diatom-based pH, TP and DOC inference models from 42 lakes in the Abitibi clay belt area (Québec, Canada). Journal of Paleolimnology, 2002, 27(2): 151-171.
[28] Moore J W. Seasonal succession of algae in a eutrophic stream in southern England. Hydrobiologia, 1977, 53(2): 181-192.
[29] Foot B. Algenkunde. Shanghai: Shanghai Science Technology Press, 1980: 370-373.
[30] Gómez N. Use of epipelic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. Water Research, 1998, 32(7): 2029-2034.
[31] Rao V S. An ecological study of three freshwater ponds of hyderabad-India IV. the phytoplankton (diatoms, euglenineae and myxophyceae). Hydrobiologia, 1977, 53(1): 13-32.
[32] Bradshaw E G, Anderson N J, Jensen J P, Jeppesen E. Phosphorus dynamics in Danish lakes and the implications for diatom ecology and palaeoecology. Freshwater Biology, 2002, 47(10): 1963-1975.
[33] 栾卓, 范亚文, 门晓宇. 松花江哈尔滨段水域硅藻植物群落及其水质的初步评价. 湖泊科学, 2010, 22(1): 86-92.
[34] Wu J T, Kow L T. Applicability of a generic index for diatom assemblages to monitor pollution in the tropical River Tsanwun, Taiwan. Journal of Applied Phycology, 2002, 14(1): 63-69.
[35] Redfield A C. The biological control of chemical factors in the environment. American Scientist, 1958, 46(3): 205-221.
[36] 曲克明, 陈碧鹃, 袁有宪, 辛福言. 氮磷营养盐影响海水浮游硅藻种群组成的初步研究. 应用生态学报, 2000, 11(3): 445-448.
[37] Terry K L, Laws E A, Burns D J. Growth rate variation in the N: P requirement ratio of phytoplankton. Journal of Phycology, 1985, 21(2): 323-329.
[38] Tett P, Droop M R, Heaney S I. The redfield ratio and phytoplankton growth rate. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 1985, 65(2): 487-504.
[39] Wynne D, Rhee G Y. Effects of light intensity and quality on the relative N and P requirement (the optimum N: P) of marine planktonic algae. Journal of Plankton Research, 1986, 8(1): 91-103.
[40] Lin B Q, Wang Q H, Liu Y. Effects of micro-habitat on the composition of diatom communities. Acta Botanica Sinica, 1998, 40(3): 277-281.
[41] 胡胜华, 高云霓, 张世羊, 周巧红, 徐栋, 吴振斌. 武汉月湖水体营养物质的分布与硅藻的生态指示. 生态环境学报, 2009, 18(3): 856-864.
[42] Potapova M, Charles D F. Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. Freshwater Biology, 2003, 48(8): 1311-1328.
[43] Bradbury J P. Diatom stratigraphy and human settlement in Minnesota. Geological Society of America, 1975, 171: 1-74.
[44] 邓洪平, 陈锋, 王明书, 刘长坤. 嘉陵江下游硅藻群落结构及物种多样性研究. 水生生物学报, 2010, 34(2): 330-335.
[45] 况琪军, 马沛明, 胡征宇, 周广杰. 湖泊富营养化的藻类生物学评价与治理研究进展. 安全与环境学报, 2005, 5(2): 87-91.
[46] Jin X C, Tu Q Y. Lake Eutrophication Survey Specification. 2nd ed. Beijing: China Environmental Press, 1990.
[47] 易映彤, 李慧, 刘妍, 范亚文. 扎龙国家级自然保护区硅藻植物特征及其环境指示作用. 湖泊科学, 2015, 27(6): 1035-1041.
[48] 李晶, 祁佩时, 马云, 周浩. 扎龙湿地夏秋季浮游植物群落结构. 东北林业大学学报, 2012, 40(5): 86-90.
[49] Mcgowan S, Leavitt P R, Hall R I, Anderson N J, Jeppesen E, Odgaard B V. Controls of algal abundance and community composition during ecosystem state change. Ecology, 2005, 86(8): 2200-2211.